

DOI: 10.5846/stxb201511202348

刘超明, 唐美庆, 马坤, 刘星韵, 于涵, 张颖. 北京地区典型落叶阔叶乔木叶片含氮量和 $\delta^{15}\text{N}$ 值对大气氮沉降的响应. 生态学报, 2017, 37(7): 2334-2341.

Liu C M, Tang M Q, Ma K, Liu X Y, Yu H, Zhang Y. Responses and Indications of Foliar Nitrogen Contents and $\delta^{15}\text{N}$ values to Atmospheric Nitrogen Deposition in Beijing, China. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(7): 2334-2341.

北京地区典型落叶阔叶乔木叶片含氮量和 $\delta^{15}\text{N}$ 值对大气氮沉降的响应

刘超明, 唐美庆, 马 坤, 刘星韵, 于 涵, 张 颖*

北京林业大学自然保护区学院, 北京 100083

摘要: 为探究植物对大气氮沉降的响应和对这部分氮素的来源指示作用, 本研究通过对北京地区198个采样点, 典型落叶阔叶乔木杨属(*Populus*)和柳属(*Salix*)植物叶片进行采样, 测定其叶片样品含氮量和 $\delta^{15}\text{N}$ 值。结果表明: 北京地区杨属植物叶片含氮量为16.5—38.6 g/kg, 平均(24.0 ± 4.0) g/kg; 柳属植物叶片含氮量为17.2—36.2 g/kg, 平均(25.9 ± 4.1) g/kg。研究区域范围内杨属、柳属植物叶片的含氮量均呈现出西北低、东南高的对角线型分布, 与该区域大气氮沉降的空间变异相吻合。由于研究区域范围内气候因子无明显的变异, 植物叶片的含氮量变化反应了大气氮沉降对植物元素化学计量特征的影响和植物对大气氮沉降的响应。北京地区杨属植物叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值为 -3.95‰ — -8.10‰ , 平均(1.15 ± 2.48)‰; 柳属植物叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值为 -3.04‰ — -9.73‰ , 平均(2.31 ± 2.60)‰。杨属和柳属植物叶片的 $\delta^{15}\text{N}$ 值均呈现出西北高、中部高、东南低的空间分布, 与叶片含氮量空间分布趋势相反。中部城区较高的 $\delta^{15}\text{N}$ 值反应了交通污染对大气含氮化合物增加的影响; 西北部较高的 $\delta^{15}\text{N}$ 值反应了该区域受人为活动排放源的影响较少, 自然的氮循环是其较高 $\delta^{15}\text{N}$ 值的主要原因; 东南部较低的 $\delta^{15}\text{N}$ 值则有可能是由农业活动和交通共同作用的结果。

关键词: 落叶阔叶乔木; 叶片含氮量; $\delta^{15}\text{N}$; 大气氮沉降; 北京地区

Responses and Indications of Foliar Nitrogen Contents and $\delta^{15}\text{N}$ values to Atmospheric Nitrogen Deposition in Beijing, China

LIU Chaoming, TANG Meiqing, MA Kun, LIU Xingyun, YU Han, ZHANG Ying*

School of Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

Abstract: With 60% of the total area located in the North China Plain, Beijing suffered with very high atmospheric nitrogen (N) deposition in the south part, which was as high as $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ including both organic and inorganic nitrogenous species from both wet and dry deposition. To test the responses of foliar N contents of plants, a collection of deciduous broadleaf tree leaves was conducted across Beijing areas. Typical deciduous broadleaf trees, *Populus* and *Salix* were selected at 189 sites, which were firstly designed at 5-decimal minute in latitude and longitude grid resolution and then excluded sites without *Populus* or *Salix* species. Leaf sampling collection was carried out in the end of August corresponding to annual peak-standing biomass in late summer. Five trees of every species at each site were selected, and five mature leaves of every tree were collected. All the leaf samples were over-dried at 105°C for 10 minutes and then 65°C for 48 hours to constant mass. Samples of each species at each site were put together and grounded with a mill to pass 1-mm sieve for N contents

基金项目: 北京市优秀人才培养资助项目(2014000020124G073); 国家自然科学基金资助项目(41503077); 北京林业大学科技创新计划资助项目(BLX20120022)

收稿日期: 2015-11-20; 网络出版日期: 2016-08-30

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhangying0928@hotmail.com

analysis. Foliar N was determined following Kjeldehl digestion and $\delta^{15}\text{N}$ values were determined by continuous flow isotope-ratio mass spectrometer. The foliar N contents were (24.0 ± 4.0) g/kg and (25.9 ± 4.1) g/kg on average for *Populus* and *Salix*, respectively. Spatial variations of both the two genus showed similar trends, with higher foliar N contents in the southeast and lower foliar N contents in the northwest, consisting with the spatial variation of atmospheric N deposition in Beijing area. The foliar $\delta^{15}\text{N}$ values were $(1.15 \pm 2.48)\text{\textperthousand}$ and $(2.31 \pm 2.60)\text{\textperthousand}$ on average for *Populus* and *Salix*, respectively. However, the spatial variation trends of $\delta^{15}\text{N}$ values were contrary with the foliar N contents. Higher $\delta^{15}\text{N}$ values were found in the city center and northwest, while lower $\delta^{15}\text{N}$ values were found in the southeast. With the different $\delta^{15}\text{N}$ values of potential sources, the higher $\delta^{15}\text{N}$ values in the city center indicated the traffic emission sources, the higher $\delta^{15}\text{N}$ values in the northwest indicated the natural N cycling, while the lower $\delta^{15}\text{N}$ values indicated both the agricultural and traffic pollution.

Key Words: Deciduous broadleaf trees; foliar N content; $\delta^{15}\text{N}$; atmospheric N deposition; Beijing area

大气氮沉降是指活性氮化合物从大气中返回到陆地或水体表面的过程^[1]。受人类活动的影响,工业革命以来,排放到大气中的含氮化合物急剧增加,从而导致了大气氮沉降量在全球范围内的升高^[1-3]。至上世纪末,美国中东部、欧洲西部和我国东部地区,已成为全球典型的高氮沉降区。据估计,我国东部将成为本世纪中期全球大气氮沉降最高的地区之一^[4-5],这部分沉降到地球表面的活性氮,对陆生和水生生态系统可能会产生深刻的影响^[6-8]。就陆地植被而言,大气沉降中50%—70%的氮被树冠吸收^[9],大多数植物能通过叶片气孔直接吸收氮氧化物(NO_2 或 NO)和氨(NH_3),并表现出叶片氮含量相应的升高^[10-12],从而对大气氮沉降的水平有一定的生物指示作用^[13-14]。Liu等^[15]研究表明,过去30年中,我国的大气氮沉降增加了60%,相应的植物叶片的含氮量增加了34%。尽管在大尺度范围内,温度、湿度、降水量等气候因子对叶片氮含量的也同样有一定程度的影响^[16-17],但是叶片含氮量的变化对相应的大气氮沉降的升高表现出了显著的正相关性^[15]。

稳定性同位素技术是现代生态学研究,特别是生态系统生物地球化学循环研究中不可或缺的方法之一^[18-19]。自然界中,不同来源的活性氮 $\delta^{15}\text{N}$ 值存在显著差异。一般而言,大气中氨(NH_3)挥发多来自化肥的施用和牲畜的排泄物,氮氧化物(NO_x)的排放则多来自化石燃料的燃烧和汽车尾气的排放。Felix等^[21]在美国用被动采样器收集的来自化肥施用的氨挥发样品的 $\delta^{15}\text{N}$ 值在 $-48\text{\textperthousand}$ — $-36.3\text{\textperthousand}$ 之间,养殖场内的氨挥发样品的 $\delta^{15}\text{N}$ 值在 $-56\text{\textperthousand}$ — $-23.1\text{\textperthousand}$ 之间;而Yeatman等^[21]在靠近养殖排放源附近采样的大气颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 值比较高,其 $\delta^{15}\text{NH}_4\text{-N}$ 范围在 4\textperthousand — $22\text{\textperthousand}$ 之间, $\delta^{15}\text{NO}_3\text{-N}$ 的范围在 2\textperthousand — $15\text{\textperthousand}$ 之间;燃煤排放的 NO_x 的 $\delta^{15}\text{N}$ 通常偏高,例如火力发电场附近 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的 $\delta^{15}\text{N}$ 值介于 6\textperthousand — $25.6\text{\textperthousand}$ 之间^[22-23];汽车尾气排放的 NO_x 的 $\delta^{15}\text{N}$ 往往变化范围较大^[24],通常认为汽车在高速行驶过程、汽油完全燃烧的情况下 $\delta^{15}\text{N}$ 值偏低, $\delta^{15}\text{NO}_3\text{-N}$ 的范围在 $-13\text{\textperthousand}$ — $-2\text{\textperthousand}$ 之间^[22],而汽车的低速行驶、汽油不完全燃烧的情况下 $\delta^{15}\text{N}$ 值偏高, $\text{NO}_3\text{-N}$ 的 $\delta^{15}\text{N}$ 值介于 $3.9\text{\textperthousand}$ — $12\text{\textperthousand}$ 之间^[25]。由于植物叶片可以截留和吸收大部分大气氮沉降^[14],因此,其叶片的 $\delta^{15}\text{N}$ 值,对于大气氮素沉降的通量和来源有着生物学指示意义^[26-27],在一定程度上可以用于识别和区分大气氮素沉降中氮素的来源。

北京地区总面积约1.64万km²,南部和东南部60%的面积位于华北平原的北部,是全球典型的高氮沉降区^[28-29]。该区域总的大气氮沉降可高达 $100\text{ kg N hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ^[30];而其北部和西北部与华北平原接壤的地区则以山区为主,受人为活动影响相对较少的原因,大气氮沉降则呈现出相对较低的水平^[31]。由于该地区所跨越的经度和纬度范围较小,多年平均降水量和多年平均温度相应的变化不大,但其大气氮沉降却呈现出明显的北部和西北部偏低,南部和东南部偏高的趋势^[31]。因此,本研究通过对北京地区典型的落叶阔叶乔木(杨属和柳属)的网格式采样,测定其叶片的含氮量和 $\delta^{15}\text{N}$ 值,从而验证在不受气候因子影响下,叶片含氮量对大气氮

沉降响应,以及对大气氮沉降来源的指示作用。

1 材料与方法

1.1 研究区域

北京地区位于我国华北平原的北部边缘($39^{\circ}28'—41^{\circ}05'N, 115^{\circ}25'—117^{\circ}30'E$),处于暖温带半湿润半干旱季风型大陆气候区,西部为太行山余脉,北部为燕山山脉,南部、东南部和中部为华北平原北界的平原地区,自东北至西南山区和平原区呈对角线分布。西北部山区土地利用类型以森林为主,兼有草地分布(图1);东南部土地利用类型以农田为主。受南部华北平原的影响,该地区60%的面积位于全球典型的高氮沉降区域内。这部分地区由降水带入的氮素湿沉降多年平均值为 $34 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (其中包括无机氮沉降约为 $27 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$,有机氮沉降约为 $7 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)^[26,27],氮素的干沉降也高达 $50 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ^[28]。同时,该地区的大气氮沉降呈现出空间分布上的变异^[29],由Zhang等^[31]模拟的华北5km大气氮沉降的结果显示(图1),基本上南部和东南部为城市、城镇和农田分布为主的地区大气氮沉降量较高,北部和西北部为森林、草地分布为主的地区大气氮沉降量较低。

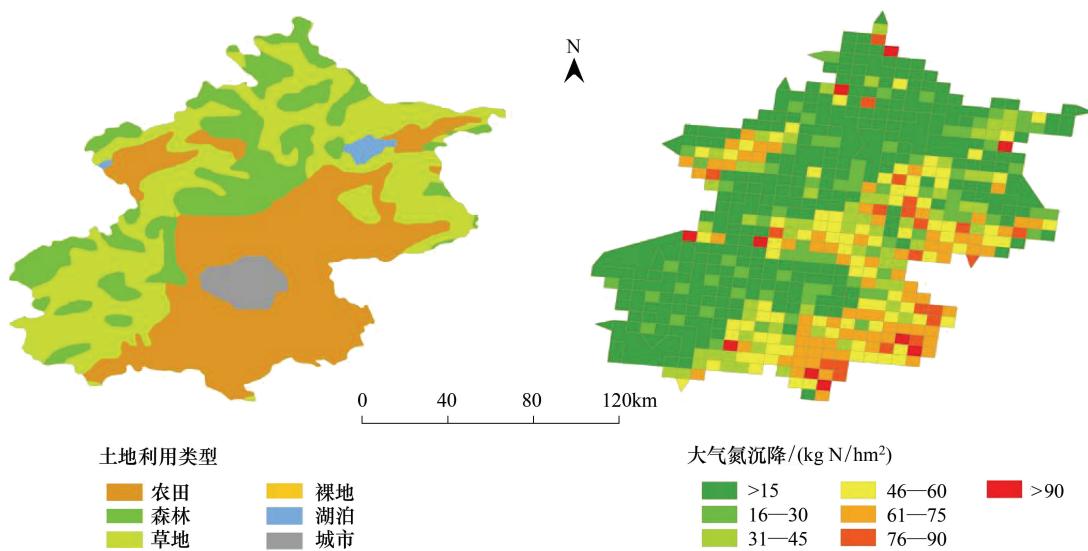


图1 北京地区土地利用分布图北京5 km 大气氮沉降空间分布图

Fig.1 Landuse map and 5 km atmospheric N deposition map of Beijing area

1.2 植物样品采集和处理

根据 $5' \times 5'$ 经纬网将研究区划分成245个网格,选取经纬网交点附近地形适宜区进行样品的采集。根据地图经纬网格,实验设计样品采集点245个,由于山区地形的影响个别点无法到达,实际样品采集点198个,其中杨属(*Populus*)植物叶片样品128个,柳属(*Salix*)植物叶片样品70个(图2)。样品采集工作在2013年8月中下旬植被生长旺盛且生物量最大的时期进行,各采样点分别选取杨属、柳属植物向阳枝条上成熟健康叶片。采样点树木数量足够时选取5株,每株取叶片5枚;树木数量不足时,酌情减少采样株数,但保证采集叶片数量足够分析使用。

样品采集后,当天运回实验室经烘箱 105°C 高温杀青半小时, 60°C 烘干48h至恒重后,粉碎过 1mm 筛,再次烘干至恒重。称取0.4—0.5g样品,应用凯氏定氮法测定样品含氮量(g/kg);称取1.5—2mg样品,应用稳定同位素比率质谱仪(美国Thermo公司的MAT253),测定样品 ^{15}N 稳定同位素自然丰度。

1.3 数据分析

应用Sigma plot10对测定结果进行统计分析,并以Arcgis10.0为平台,在Arcmap软件中选取反距离加权插值法(IDW)对研究区域内叶片样品含氮量和 $\delta^{15}\text{N}$ 值的空间分布进行模拟,绘出研究区域内叶片含氮量和

$\delta^{15}\text{N}$ 值的空间分布图。

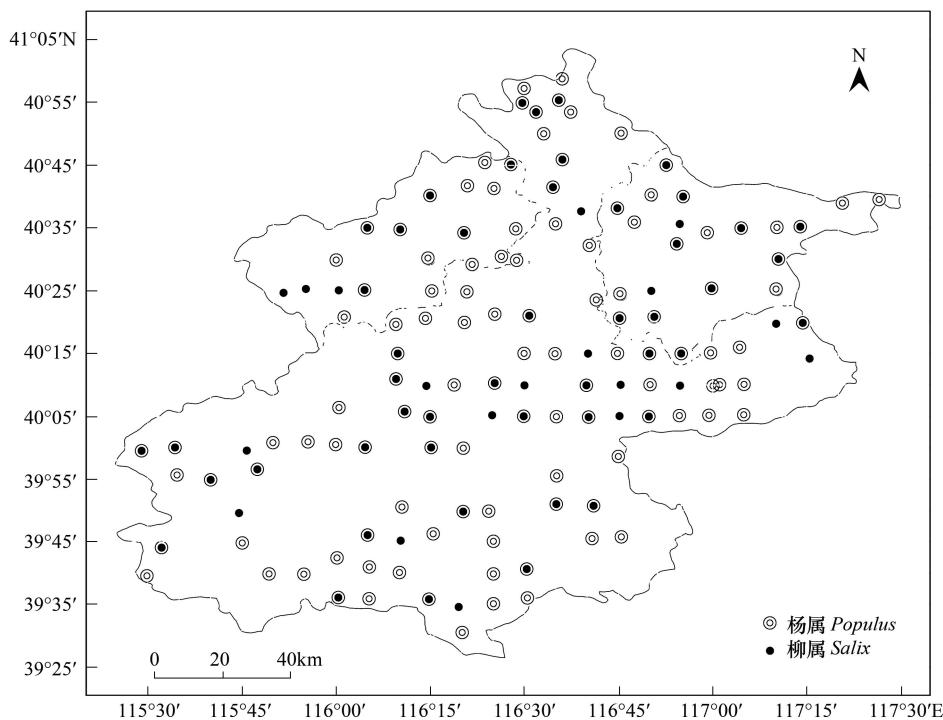


图2 北京地区典型落叶阔叶乔木杨属(*Populus*)和柳属(*Salix*)植物叶片采点分布图

Fig.2 Location of sampling sites of typical deciduous broadleaf trees, *Populus* and *Salix*, in Beijing area

2 结果与分析

2.1 北京地区杨属、柳属植物叶片含氮量和 $\delta^{15}\text{N}$ 值的总体特征

由表1结果所示,北京地区杨属植物叶片含氮量为16.5—38.6 g/kg,平均(24.0 ± 4.0) g/kg;柳属植物叶片含氮量为17.2—36.2 g/kg,平均(25.9 ± 4.1) g/kg,显著高于杨属植物。北京地区杨属植物叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值为-3.95‰—8.10‰,平均(1.15 ± 2.48)‰;柳属植物叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值为-3.04‰—9.73‰,平均(2.31 ± 2.60)‰,显著高于杨属植物。整体而言,北京地区杨属和柳属两种典型落叶阔叶乔木叶片含氮量为16.5—38.6 g/kg,平均(24.7 ± 4.1) g/kg,叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值为-3.95‰—9.73‰,平均(1.56 ± 2.57)‰。

表1 北京地区杨属、柳属植物叶含氮量和 $\delta^{15}\text{N}$ 值的总体特征

Table 1 Foliar nitrogencontents and $\delta^{15}\text{N}$ values of *Populus* and *Salix* in Beijing area

属 Genus	样品数 n	含氮量 N content/(g/kg)		$\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$	
		平均值 Mean	范围 Range	平均值 Mean	范围 Range
杨属 <i>Populus</i>	128	$24.0\pm4.0\text{a}$	16.5—38.6	$1.15\pm2.48\text{a}$	-3.95—8.10
柳属 <i>Salix</i>	70	$25.9\pm4.1\text{b}$	17.2—36.2	$2.31\pm2.60\text{b}$	-3.04—9.73
总体 Total	198	24.7 ± 4.1	16.5—38.6	1.56 ± 2.57	-3.95—9.73

同列不同字母表示不同属植物叶片含氮量或 $\delta^{15}\text{N}$ 间差异显著($P<0.01$)

2.2 北京地区杨属和柳属植物叶片含氮量和 $\delta^{15}\text{N}$ 自然丰度的空间分布

通过反距离权重法插值得到北京地区杨属和柳属植物叶片含氮量的空间分布(图3)。由图3所示,杨属植物叶片的含氮量在空间上整体呈现出西北低、东南高的对角线分布,东部、东北部和南部地区叶片含氮量较高,北部、西部和西南部地区叶片含氮量较低。由图3所示,与杨属植物类似,柳属植物叶片的含氮量在空间中也呈现出整体的西北低、东南高的趋势,但叶片含氮量较高的地区主要分布在东部和南部,而叶片含氮量较

低的区域主要分布西部、北部和东北部。综合两个属的植物叶片的含氮量空间分布,总体上北京地区常见落叶阔叶树种的叶片含氮量呈现出东部和南部较高,西部和北部较低的空间分布特征。

通过反距离权重法进一步对杨属和柳属植物叶片的 $\delta^{15}\text{N}$ 值进行空间插值,两属植物叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值的空间分布如图4:无论是杨属还是柳属植物,其叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值较高的地区分布在叶片含氮量较低的北部、西南部和中心城区(即东城区、西城区、海淀区、朝阳区、石景山区和丰台区);而叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值较低的地区则分布在东北和东南部叶片含氮量相对较高的地区。总体而言,北京地区杨属和柳属植物叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值在空间分布上与叶片含氮量的总体空间分布相反,呈现出西北高、中部高、东南低的趋势。

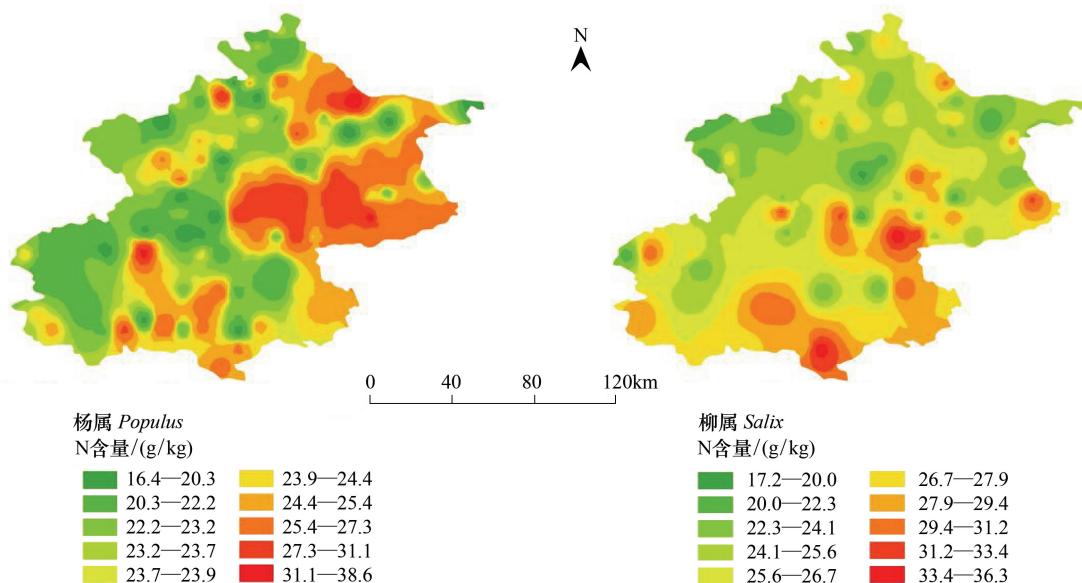


图3 北京地区杨属和柳属植物叶片N含量空间分布特征

Fig.3 Spatial distribution of foliar N contents of *Populus* and *Salix* in Beijing area

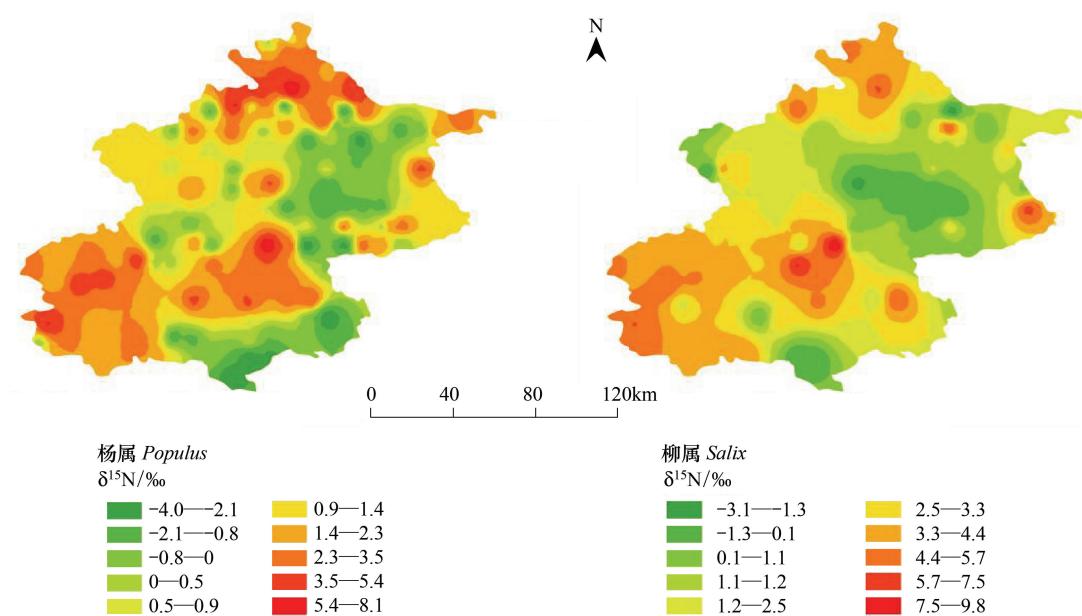


图4 北京地区杨属和柳属植物叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值的空间分布

Fig.4 Spatial distribution of foliar $\delta^{15}\text{N}$ values of *Populus* and *Salix* in Beijing area

3 讨论

3.1 植物叶片含氮量对大气氮沉降的响应和指示

北京地区189个采样点杨属和柳属植物叶片的含氮量平均为(24.7 ± 4.1) g/kg,与北京及周围地区部分样点多树种采样的叶片含氮量无显著差异^[32],然而却显著高于全国范围内落叶木本和阔叶木本植物的叶片含氮量^[16],同时也显著高于我国东部南北样带上落叶木本和阔叶木本植物的叶片含氮量^[33]。就大尺度范围内而言,植物叶片的含氮量与年均温度、年均降水量呈反比,与土壤pH值呈正比^[17],即随着纬度的升高叶片的含氮量呈现增加的趋势^[33]。北京地区处于我国的中高纬度地带,因此,该地带典型落叶阔叶树种的叶片含氮量高于全国平均水平,符合地带性特征。

过去30年,我国大气氮沉降和全国范围内植物叶片含氮量,都呈现出显著的增加趋势^[15]。尽管在全国大尺度范围内,植物叶片含氮量的变化除大气氮沉降外,还受到气候和土壤因子的影响^[16-17],相对于全国尺度,北京地区相对较小,其年均降水量、年均温度、土壤pH和地带性植被均不会产生较大差异,而植物叶片含氮量呈现出明显的空间变异,则在一定程度上与大气氮沉降的外源氮素输入有关^[13,27]。由于北京地区有60%的面积位于全球典型的高氮沉降区华北平原境内,根据以往的研究,该区域的大气氮沉降的总量可高达100kg N/hm²⁸⁻³⁰。而根据模拟的结果,北京地区位于华北平原以外的地区,由于受山区地形的影响,北京北部地区人为活动相对较少,植被覆盖以森林和草地为主,这部分地区的大气氮沉降量,则明显低于东部和南部地区。因此,北京地区大气氮沉降在空间上呈现出明显的西北低、东南高的对角线型分布^[31]。本研究中,杨属和柳属植物叶片含氮量的空间分布与大气氮沉降的空间分布趋势基本相符,说明植物叶片对来自大气氮沉降的外源氮素具有敏感的影响,同时对大气中含氮化合物的浓度具有一定的指示作用。

3.2 植物叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值对大气氮沉降来源的指示作用

由图3所示,北京地区杨属和柳属植物的叶片较低的 $\delta^{15}\text{N}$ 值出现在东北部和东南部地区,同时这部分地区也是相应的高氮沉降区。根据 ^{15}N 稳定性同位素所指示的大气中含氮化合物的主要来源, $\delta^{15}\text{N-NH}_3$ 为负值时通常与来自于化肥施用带来的氨挥发有关^[34-35],而 $\delta^{15}\text{N-NO}_x$ 为负值时则主要与机动车辆高速行驶时的排放有关^[24]。根据华北平原主要农业生产区大气氮素湿沉降的 $\delta^{15}\text{N}$ 特征值,该区域的 $\delta^{15}\text{N-NH}_3$ 和 $\delta^{15}\text{N-NO}_x$ 平均值分别为(-1.2 ± 4.5)‰和(-2.5 ± 3.7)‰,特别是在施肥季 $\delta^{15}\text{N-NH}_3$ 可低至10‰左右^[28]。就土地利用类型而言,东北部和东南部恰好是北京地区位于华北平原的主要农业分布区,尽管东北部地势偏高,但平谷地区经营林果产业为主,也是重要的农业分布区之一,因此这部分地区偏负的 $\delta^{15}\text{N}$ 值来自氨态氮的部分与农业活动中的施肥有关密切的关系。同时,东部和南部地区地势平坦,是机动车辆进出北京的快速通道,交通污染源排放的 NO_x 也是大气中含氮化合物的来源之一。Walters^[24,36]对车辆排放的 $\delta^{15}\text{N-NO}_x$ 进行研究的结果表明,小型车辆排气系统中的三元催化器对 NO_x 有着显著的削减和同位素分馏作用,安装三元催化器的车辆排放的氮氧化物的 $\delta^{15}\text{N}$ 值显著高于没有安装三元催化器的车辆排放的氮氧化物。由于北京地区物流的供应和对货运卡车等进入五环以内城区的限制,京郊地区成为这部分没有安装三元催化器的车辆主要行驶区,因此北京东部和南部地区来自于 NO_x 排放的偏负的 $\delta^{15}\text{N}$ 值与此有着密切的关系。另外,以首都机场为核心的也呈现出较低的 $\delta^{15}\text{N}$ 值分布区,根据Walters^[36]等的研究结果由飞机排放的 NO_x 的 $\delta^{15}\text{N}$ 值在-7.7‰—0.6‰之间,因此来自于地面连接机场的交通排放和机场的飞机起落航线上排放也是该区域出现偏负的 $\delta^{15}\text{N}$ 值的原因之一。

北京地区杨属和柳属植物的叶片较高的 $\delta^{15}\text{N}$ 值出现在城区、北部地区和西南部地区,根据 ^{15}N 稳定性同位素所指示的大气中含氮化合物的主要来源,较高的 $\delta^{15}\text{N}$ 值可能与畜禽养殖、机动车辆低速行驶和燃煤的排放有关^[21-23]。尽管有研究表明,来自于畜禽养殖场的气体样品中 $\delta^{15}\text{N}$ 值偏负^[20,37],但多数研究表明,来自于畜禽养殖的 $\delta^{15}\text{N-NH}_3$ 呈现是偏正的值^[21],同时由于较轻的同位素易先挥发,随着动物粪便堆放时间的增加 ^{15}N 富集, $\delta^{15}\text{N-NH}_3$ 呈现出增加的趋势^[38]。根据北京地区的土地利用特点,北京市城区目前基本无种植业

和养殖业的分布,也无大型燃煤工业分布,因此城区较高的 $\delta^{15}\text{N}$ 值主要是由交通堵塞的情况下,汽油不完全燃烧排放的含氮化合物贡献的^[25]。需要指出的是,传统的观点认为机动车辆尾气排放的含氮化合物主要为氮氧化物,但有研究表明,在机动车低速行驶时,汽油燃烧不完全也会有氨(NH_3)的排放^[39-40]。总之,无论是氮氧化物还是氨,北京城区的交通排放都是主要污染来源。而在北京的西北和西南部地区较低的大气氮沉降和较高的 $\delta^{15}\text{N}$ 值分布区,说明这部分地区一方面大气中含氮化合物水平较低,另一方面,在人为活动干扰较少的森林覆盖区,叶片凋落物通过土壤氮素循环供给有可能成为植物叶片氮素来源之一。而这部分因素在人为活动干扰较强的城区和平原地带没有考虑,主要原因是北京地区落叶的清理和回收使得城区和平原地区的土壤没有凋落物的循环。尽管受市政管理的限制,本研究中未对相应点进行土壤样品的采集,但在大气氮沉降水平较高的情况下,如无其它外源氮素供应,植物对大气氮沉降的吸收和利用是其氮素的主要来源。

4 结论

(1)北京地区典型常见落叶阔叶树种杨属和柳属植物叶片的含氮量分别为(24.0 ± 4.0) g/kg 和 (25.9 ± 4.1) g/kg,与其它对该区域类似研究中叶片含氮量的范围类似,显著高于全国范围内落叶阔叶树种叶片的含氮量,符合植物叶片元素含量空间变异的地带性特征。

(2)研究区域范围内,杨属和柳属植物叶片含氮量均呈现出西北低和东南高的对角线型分布,与该区域大气氮沉降的空间变异相吻合。由于研究区域范围内气候因子无明显的变异,因此,植物叶片含氮量变化反映了大气氮沉降对植物元素化学计量特征的影响和植物对大气氮沉降的响应。

(3)杨属和柳属植物叶片 $\delta^{15}\text{N}$ 值均呈现出西北高、中部高和东南低的空间分布,与叶片含氮量空间分布趋势相反。中部城区较高的 $\delta^{15}\text{N}$ 值,反映了交通污染对大气含氮化合物增加的影响;西北部较高的 $\delta^{15}\text{N}$ 值,则反映了受人为活动排放源的影响较少,自然氮循环是其较高 $\delta^{15}\text{N}$ 值的主要原因;东南部较低的 $\delta^{15}\text{N}$ 值,则有可能是由农业活动和交通共同作用的结果。

参考文献(References) :

- [1] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, Boyer E W, Howarth R W, Seitzinger S P, Asner G P, Cleveland C C, Green P A, Holland E A, Karl D M, Michaels A F, Porter A H, Townsend A R, Vöosmarty C J. Nitrogen cycles; past, present, and future. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2) : 153-226.
- [2] Holland E A, Dentene F J, Braswell BH, Sulzman J M. Contemporary and pre-Industrial global reactive nitrogen budgets. *Biogeochemistry*, 1999, 46(1/3) : 7-43.
- [3] Schlesinger W H. On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy Sciences*, 2009, 106(1) : 203-208.
- [4] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, Bekunda M, Cai Z C, Freney J R, Martinelli L A, Seitzinger S P, Sutton M A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 2008, 320(16) : 889-892.
- [5] Dentener F, Stevenson D, Ellingsen K, van Noije T, Schultz M, Amann M, Atherton C, Bell N, Bergmann D, Bey I, Bouwman L, Butler T, Cofala J, Collins B, Drevet J, Doherty R, Eickhout B, Eskes H, Fiore A, Gauss M, Hauglustaine D, Horowitz L, Isaksen I S A, Josse B, Lawrence M, Krol M, Lamarque J F, Montanaro V, Müller J F, Peuch V H, Pitari G, Pyle J, Rast S, Rodriguez J, Sanderson M, Savage N H, Shindell D, Starhan S, Szopa S, Sudo K, van Dingenen R, Wild W, Zeng G. The global atmospheric environment for the next generation. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(11) : 3586-3594.
- [6] Magill A H, Aber J D, Berntson G M, McDowell W H, Nadelhoffer K J, Melillo J M, Steudler P. Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems*, 2000, 3(3) : 238-253.
- [7] Matson P, Lohse K A, Hall S J. The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio*, 2002, 31(2) : 113-119.
- [8] Liu X J, Duan L, Mo J M, Du E Z, Shen J L, Lu X K, Zhang Y, Zhou X B, He C, Zhang F S. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview. *Environmental Pollution*, 2011, 159(10) : 2251-2264.
- [9] Lindberg S E, Lovett G M, Richter D D, Johnson D W. Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest. *Science*, 1986, 231(4734) : 141 - 145.
- [10] Rondon A, Granat L. Studies on the dry deposition of NO_2 to coniferous species at low NO_2 concentrations. *Tellus*, 1994, 46(B) : 339 - 352.
- [11] Lovett G M, Lindberg S E. Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 1993, 23 (8) : 1603 - 1616.
- [12] Vallano D M, Sparks J P. Quantifying foliar uptake of gaseous nitrogen dioxide using enriched foliar $\delta^{15}\text{N}$ values. *New Phytologist*, 2008, 177(4) : 946-955.

[13] Hicks W K, Leith I D, Woodin S J, Fowler D. Can the foliar nitrogen concentration of upland vegetation be used for predicting atmospheric nitrogen deposition? Evidence from field surveys. *Environmental Pollution*, 2000, 107(3): 367-376.

[14] Caporn S J M, Carroll J A, Dise N B, Payne R J. Impacts and indicators of nitrogen deposition in moorlands: results from a national pollution gradient study. *Ecological Indicators*, 2014, 45(5): 227-234.

[15] Liu X J, Zhang Y, Han W X, Tang A H, Shen J L, Cui Z L, Vitousek P, Willem E J, Goulding K, Christie P, Fangmeier A, Zhang F S. Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature*, 2013, 494:459-463.

[16] Han W X, Fang J Y, Gou D L, Zhang Y. Leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry across 753 terrestrial plant species in China. *New Phytologist*, 2005, 168(2): 377-385.

[17] Han W X, Fang J Y, Reich P B, Woodward I, Wang Z H. Biogeography and variability of eleven mineral elements in plant leaves across gradients of climate, soil and plant functional type in China. *Ecology Letters*, 2011, 14(8): 788-796.

[18] 苏波, 韩兴国, 黄建辉. ^{15}N 自然丰度法在生态系统氮素循环研究中的应用. *生态学报*, 1999, 19(3): 408-416.

[19] Craine J M, Elmore A J, Aidar M P M, Bustamante M, Dawson T E, Hobbie E A, Kahmen A, Mack M C, McLauchlan K K, Michelsen A, Nardoto G B, Pardo L H, Penuelas J, Reich P B, Schuur E A G, Stock W D, Templer P H, Virginia R A, Welker J M, Wright I J. Global patterns of foliar nitrogen isotopes and their relationships with climate, mycorrhizal fungi, foliar nutrient concentrations, and nitrogen availability. *New Phytologist*, 2009, 183: 980-992.

[20] Felix J D, Elliott E M, Gish T J, McConnell L L, Shaw S L. Characterizing the isotopic composition of atmospheric ammonia emission sources using passive samplers and a combined oxidation-bacterial denitrifier approach. *Rapid communications in Mass Spectrometry*, 2013, 27: 2239-2246.

[21] Yeatman S G, Spokes L J, Dennis P F, Jickells T D. Comparisons of aerosol nitrogen isotopic composition at two polluted coastal sites. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(7): 1307-1320.

[22] Heaton T H E. $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratios of NO_x from vehicle engines and coal-fired power stations. *Tellus*, 1990, 42(3): 304-307.

[23] Felix J D, Elliott E M, Shaw S L. Nitrogen isotopic composition of coal-fired power plant NO_x : Influence of emission controls and implications for global emission inventories. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46: 3528-3535.

[24] Walters W W, Goodwin S R, Michalski G. Nitrogen stable isotope composition ($\delta^{15}\text{N}$) of vehicle-emitted NO_x . *Environmental Science & Technology*, 2015, 49: 2278-2285.

[25] Amman M, Siegwolf R, Pichlmayer F, Soter M, Saurer M, Brunold C. Estimating the uptake of traffic-derived NO_2 from ^{15}N abundance in Norway spruce needles. *Oecologia*, 1999, 118(2): 124-131.

[26] Elliott E M, Kendall C, Wankel S D, Burns D A, Boyer E W, Harlin K, Bain D J, Butler T J. Nitrogen isotopes as indicators of NO_x source contributions to atmospheric nitrate deposition across the midwestern and northeastern United States. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(22): 7661-7667.

[27] McNeil B E, Read J M, Driscoll C T. Foliar nitrogen responses to elevated atmospheric nitrogen deposition in nine temperate forest canopy species. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(15): 5191-5197.

[28] Zhang Y, Liu X J, Fangmeier A, Goulding K T W, Zhang F S. Nitrogen inputs and isotopes in precipitation in the North China Plain. *Atmospheric Environment*, 2008, 42: 1436-1448.

[29] Zhang Y, Song L, Liu X J, Li W Q, Lü S J, Zheng L X, Bai Z C, Cai G Y, Zhang F S. Atmospheric organic nitrogen deposition in China. *Atmospheric Environment*, 2012, 46:195-204.

[30] Shen J L, Tang A H, Liu X J, Fangmeier A, Goulding K T W, Zhang F S. High concentrations and dry deposition of reactive nitrogen species at two sites in the North China Plain. *Environmental Pollution*, 2009, 157(11): 3106-3113.

[31] Zhang Y, Dore A J, Liu X J, Zhang F S. Simulation of nitrogen deposition in the North China Plain by the FRAME model. *Biogeosciences*, 2011, 8(11): 3319-3329.

[32] 韩文轩, 吴漪, 汤璐瑛, 陈雅涵, 李利平, 贺金生, 方精云. 北京及周边地区植物叶片的碳氮磷元素计量特征. *北京大学学报:自然科学版*, 2008, 45(5): 855-860.

[33] 任书杰, 于贵瑞, 陶波, 王绍强. 中国东部南北样带654种植物叶片氮和磷的化学计量学特征研究. *环境科学*, 2007, 28(12): 2665-2673.

[34] Gao Y. Atmospheric nitrogen deposition to Barnegat Bay. *Atmospheric Environment*, 2002, 36: 5783-5794.

[35] Russell K M, Galloway J N, Macko S A, Moody J L, Scudlark J R. Sources of nitrogen in wet deposition to the Chesapeake Bay region. *Atmospheric Environment*, 1998, 32: 2453-2465.

[36] Walters W W, Tharp B D, Fang H, Kozak B J Michalski G. Nitrogen isotope composition of thermally produced NO_x from various fossil-fuel combustion source. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49: 11363-11371.

[37] Felix J D, Elliott E M. Isotopic composition of passively collected nitrogen dioxide emission: Vehicle, soil and livestock source signatures. *Atmospheric Environment*, 2014, 92: 359-366.

[38] Höglberg P. Tansley review No. 95: ^{15}N natural abundance in soil-plant systems. *New Phytologist*, 1997, 137: 179-203.

[39] Liu T Y, Wang X M, Wang B G, Ding X, Deng W, Lü S J, Zhang Y. Emission factor of ammonia (NH_3) from on-road vehicles in China: tunnel tests in urban Guangzhou. *Environmental Research Letters*, 2014, 9(6):1-8.

[40] Suarea-Bertoa R, Zardini A A, Astorga C. Ammonia exhaust emissions from spark ignition vehicles over the new European driving cycle. *Atmospheric Environment*, 2014, 97: 43-53.